

MODELIZACION DE MEDIDAS DE CORRECCION DE LA INTRUSION MARINA EN LOS ACUIFEROS DE RIO VELEZ, RIO VERDE Y CASTELL DE FERRO (PROVINCIAS DE MALAGA Y GRANADA)

M. L. Calvache * y A. Pulido-Bosch *

RESUMEN

La intrusión marina presenta una dinámica diferente en tres acuíferos de la costa sur mediterránea española sometidos a sobreexplotación estacional (río Vélez, río Verde y Castell de Ferro). Sobre la base a estas diferencias llevamos a cabo una simulación matemática encaminada a determinar la eficacia de diversas medidas en cada caso contra este proceso contaminante. En el acuífero del río Vélez simulamos en primer lugar los efectos de una regulación total del flujo del río durante la época húmeda, concluyendo que el proceso de intrusión no sufriría alteraciones apreciables. Una segunda simulación sobre el supuesto del mantenimiento de un cierto caudal en el río durante todo el año sí que haría disminuir sensiblemente el volumen de intrusión marina en el acuífero. En el caso del acuífero del río Verde, la simulación pone de manifiesto que una recarga artificial con recursos importados de otras cuencas durante la época húmeda sería poco eficaz contra la intrusión. En la época seca, se lucharía más eficazmente contra este proceso contaminante si los recursos importados se utilizaran de manera directa más que recargar el acuífero. Por último, un hipotético cese de bombeos en el acuífero de Castell de Ferro haría desaparecer la intrusión marina, pero sería poco eficaz de cara al lavado de sales remanentes. Así, hemos simulado además el efecto de una barrera de baja permeabilidad en el contacto entre los materiales detríticos y un bloque carbonatado que también conecta con el mar, actuación que se revela como interesante, puesto que no sólo se reduciría sensiblemente el volumen de intrusión sino que indirectamente beneficiaría al lavado de sales, al inducir un aumento sensible del flujo hacia el mar a través de los materiales detríticos.

Palabras clave: *intrusión marina, acuífero del río Verde, acuífero del río Vélez, acuífero de Castell de Ferro.*

ABSTRACT

The sea water intrusion process shows different dynamics in three spanish south-mediterranean coastal aquifers affected by seasonal overexploitation (Río Vélez, Río Verde and Castell de Ferro). On the base of these differences we carried out a mathematical modeling to check the effectiveness of several hypothetical actions against this contaminant process. For the Río Vélez aquifer we have modeled first of all a total omission of flow in the river during the wet season. We conclude the sea water intrusion should be not affected noticeably. Second of all we have simulated a certain flow in the river during the whole year, which should reduce markedly the volume of sea water intruding this aquifer. The modeling for the Río Verde aquifer shows that an artificial recharge (using resources from neighbouring basins) during the wet season is not an efficient action against sea water intrusion. During the dry season it should be more efficient against contamination to use the imported resources directly for irrigation than using then to recharge the system. Finally, an hypothetical stoppage of pumping in the Castell de Ferro aquifer should make sea water intrusion to disappear, but should not be efficient to wash remaining salts. So, we have simulated as well the effect of a low permeability barrier located between the detrital materials and a karstified block connected to the sea as well. This action appears as an interesting one as it should reduce the volume of sea water intrusion and inducing to an increase of seaward flow through the detrital materials, giving way to a good washing of salts.

Key words: *sea water intrusion, Río Verde Aquifer, Río Velez Aquifer, Castell de Ferro Aquifer.*

* Departamento Geodinámica. Universidad de Granada. Avda. Fuentenueva, s/n. 18071 Granada.

Introducción

La intrusión marina constituye el mecanismo contaminante por excelencia en un gran número de acuíferos costeros del litoral mediterráneo español (ITGE-DGOH, 1995). Aparece como una consecuencia lógica considerando las condiciones climáticas y la actividad económica imperantes en esta región. Por un lado, la estación seca, a lo largo de la cual las precipitaciones son prácticamente nulas, es muy prolongada (4 ó 5 meses) y, por otro, la agricultura y el turismo, que demandan un gran consumo de agua, se desarrollan más ampliamente durante esta época del año. Debido a la escasez de recursos superficiales durante los meses de verano, la mayor parte de las necesidades hídricas se cubren mediante la explotación de los recursos subterráneos existentes en los acuíferos más próximos, tratándose en gran parte de los casos de acuíferos costeros. La sobreexplotación estacional provoca la aparición de procesos de intrusión marina con consecuentes incrementos en la salinidad del agua subterránea que muy raramente vuelve a recuperar su contenido salino normal durante la época de aguas altas. El caso más frecuente es que el contenido salino aumente progresivamente hasta llegar un momento en que el agua deviene inutilizable. Si bien es claro que el proceso de intrusión marina se desencadena a partir de un mismo factor, la sobreexplotación —al menos temporal— de los recursos subterráneos, también se detecta una dinámica contaminante bien diferenciada en función de las características concretas de cada sistema.

Así, en este trabajo ahondamos en el estudio de tres acuíferos afectados por intrusión marina localizados en la costa sur mediterránea española intentando establecer en cada caso la influencia de los caracteres geológicos locales sobre el proceso de contaminación. Únicamente con esta perspectiva, nos atrevemos a proponer medidas correctoras concretas para cada caso. Utilizaremos la modelización matemática del flujo subterráneo para intentar avanzar sobre la efectividad de las soluciones propuestas para cada sistema.

Geología e hidrogeología del área estudiada

Los sistemas objeto de esta investigación han sido (fig. 1), de Este a Oeste, el acuífero de Castell de Ferro, el acuífero del río Verde (ambos situados en la provincia de Granada) y el acuífero del río Vélez (provincia de Málaga). Los tres sistemas acuíferos que se analizan están contruidos por la acumulación en los lechos de los ríos de gravas,

arenas y lutitas procedentes del rápido dismantelamiento erosivo a que se ve sometida la Cordillera Bética durante el Holoceno. La gran energía de las corrientes y la elevada capacidad erosiva que tienen, condicionan que las facies lutíticas no sean muy abundantes en estos sedimentos. Como resultado se obtiene un dominio de las granulometrías más groseras (gravas y arenas), correspondientes a las facies de canal. Este hecho favorece el que estos materiales acuíferos presenten conductividades hidráulicas bastante altas. El río Vélez presenta una cuenca de drenaje mucho más extensa que la que corresponde a las corrientes alimentadoras de los otros dos sistemas. Esta extensa cuenca está sometida a una intensa erosión, acelerada a partir de la transformación brusca en el uso del suelo derivada de la conquista de la zona por parte de los Reyes Católicos en el siglo XVI. Esto ha permitido en unos cinco siglos el desarrollo de un extenso aparato deltaico en la desembocadura del río (fig. 1). En este delta se acumulan facies típicas de llanura deltaica, de granulometría más fina que en los casos anteriores.

Desde un punto de vista geológico regional, los tres sistemas acuíferos se encuentran situados dentro del conjunto de la Cordillera Bética que, junto al Rif norte-africano, constituyen la cadena más occidental del ámbito peri-mediterráneo (Sanz de Galdeano, 1990). Los dos acuíferos más orientales (río Verde y Castell de Ferro, fig. 1) están constituidos por acumulaciones detríticas sobre materiales metapelíticos del complejo Alpujarride (Avidad y García-Dueñas, 1981; Aldaya, 1981; Cuevas, 1990). El acuífero del río Vélez (fig. 1) está, además, en contacto con rocas metamórficas del Complejo Maláguide y con sedimentos pliocenos de origen marino (Elorza y García-Dueñas, 1981).

Las características geométricas de los tres acuíferos estudiados son similares, estando constituidos por una franja estrecha en la zona más alta de la cuenca que se ensancha aguas abajo hasta presentar una sección máxima en la zona de desembocadura del curso fluvial, donde en los tres casos aparecen los máximos espesores de depósitos aluviales (en torno a 60 m). En cuanto a dimensiones, los sistemas de Castell de Ferro y río Verde son similares (aproximadamente 5 km²), mientras que el acuífero del río Vélez ocupa un área el triple que ellos (16 km²).

En los tres casos, la recarga se produce principalmente a partir de la escorrentía superficial, siendo la influencia del río que surca cada acuífero progresivamente menor a medida que se trata de sistemas más orientales, donde las precipitaciones son más escasas. En los casos de río Verde y río Vélez se

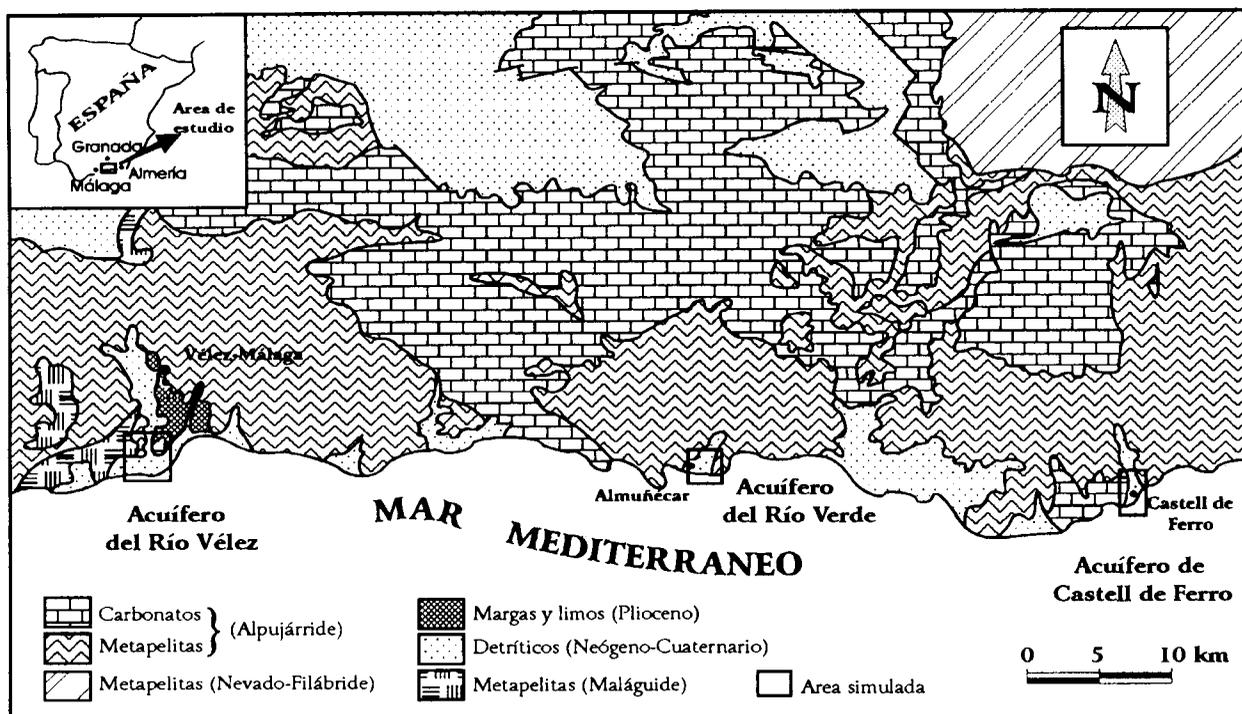


Fig. 1.—Localización de las áreas simuladas y entorno geológico de los acuíferos estudiados (geología simplificada de ENADIMSÁ, 1985).

han de considerar además las entradas a partir de la infiltración procedente del exceso de agua utilizada para riego, no así en el acuífero de Castell de Ferro, donde el sistema de riego por goteo no proporciona excedente de agua.

Además del flujo existente a través del borde costero de los acuíferos, las salidas de agua se producen por las extracciones en los numerosos pozos ubicados sobre la superficies de los tres sistemas. En los casos de río Verde y río Vélez, el 70 % del volumen anual de extracciones se concentra en el período de cuatro meses comprendiendo entre junio y septiembre, en coincidencia con la época de menores entradas a los sistemas. En el acuífero de Castell de Ferro, sobre el que se practica el cultivo de productos hortofrutícolas extratemperanos bajo invernadero, con obtención de dos cosechas anuales, las extracciones principales se reparten en dos períodos de tres meses, marzo-mayo y septiembre-noviembre.

Las variaciones inter-estacionales en los niveles piezométricos más acusadas corresponden al sistema del río Verde, siendo máximas a 4 km de la costa, donde llegan a alcanzar los 20 m. En el acuífero de Castell de Ferro, por el contrario, no superan los 2 m en la franja de mayor oscilación (a 2 km de la costa), detectándose una evolución intermedia entre estos dos casos para el acuífero del río Vélez.

En los tres ejemplos analizados el descenso de niveles piezométricos, que coincide con los períodos de máximas extracciones, llega a alcanzar cotas negativas (-6 m en el río Vélez, -5,5 m en el río Verde y algunos cm bajo el nivel del mar en Castell de Ferro). La consecuente inversión de gradientes desencadena la entrada de agua salada a los sistemas.

Metodología

La metodología seguida para este análisis se ha basado en la aplicación a cada uno de los tres acuíferos del modelo de flujo subterráneo MODFLOW (McDonald y Harbaugh, 1988) que resuelve la ecuación del flujo subterráneo por el método de las diferencias finitas. En los tres casos se ha simulado únicamente el sector del acuífero más próximo a la costa (Calvache, 1991), que como indicábamos más arriba corresponde a las zonas de mayor extensión, donde además se desarrolla la mayor actividad agrícola. Las partes altas de los acuíferos (no simuladas) en los tres casos consisten en franjas detríticas muy estrechas y de poco espesor, y serán consideradas en el modelo como zonas de alimentación por flujo subterráneo a través del borde Norte de los sectores simulados. El área discretizada en los tres acuíferos presenta dos límites (el Este y Oeste) impermeables, uno (el Norte) de potencial variable y otro (el Sur) de potencial constante coincidiendo con el borde costero.

El período de tiempo simulado varía para los tres acuíferos en función de la disponibilidad de datos existente. En Castell de Ferro se han simulado tres años (1985/86-87/88), en río Verde dos años (1986/87-87/88) y en río Vélez un año (1984/85).

Resultados de la aplicación del modelo

De la aplicación del modelo de flujo subterráneo a cada uno de los tres acuíferos analizados se derivan unos resultados sobre el balance hídrico a nivel mensual, a partir de los cuales conocemos tanto el intercambio de flujo que se produce a través del borde costero (volúmenes de entrada de agua salada y de salida de agua dulce) como la relación con el resto de los componentes del balance. Sobre la base de estos datos mostramos a continuación el que nos parece el factor más influyente sobre la aparición y el desarrollo de la intrusión marina en cada caso, para proceder posteriormente a la simulación matemática de hipotéticas actuaciones encaminadas a combatir esta entrada de agua salada en los acuíferos.

En el caso del río Vélez, destaca el hecho de que en el período en el que el río lleva caudal y, por tanto, cede agua al acuífero en su tramo perdedor (situado en la zona más septentrional del área simulada coincidiendo con el borde Norte), el flujo a través del borde Norte de la zona simulada, procedente de la cuenca alta del río Vélez, es menor y sin embargo aumenta en la época en la que el río no lleva agua, a pesar de que se trata del período de estiaje en el que los recursos también disminuyen. Este hecho lo explicamos por el efecto directo que ejerce el río, perdedor en este tramo, sobre el gradiente hidráulico en este sector. Al infiltrarse agua del río al acuífero se produce una elevación local del nivel piezométrico coincidiendo con la sección del borde N que provoca una disminución en el gradiente hidráulico aguas abajo y, por lo tanto y atendiendo a la ley de Darcy, se induce una disminución en el caudal que pasa por esa sección. En el momento en que el río va seco y no hay infiltración, esta pequeña elevación del nivel piezométrico desaparece, aumentando el gradiente hidráulico e igualmente el caudal que pasa por la sección. De este modo se explicaría por qué, existiendo una depresión del nivel piezométrico incluso mayor que la que se produce en el acuífero del río Verde y casi un volumen doble de extracciones subterráneas, el sistema del río Vélez muestra una intrusión marina mucho menor (0,3 frente a 2,2 $\text{hm}^3/\text{año}$, fig. 2).

El caso del río Verde quizás es el más simple en lo que a factores de control de la intrusión marina se refiere. Observando el balance resultante de la aplicación del modelo de flujo a nivel mensual durante un período de dos años, se comprueba que la intrusión marina aparece cuando las salidas por bombeos son mayores y desaparece cuando las extracciones disminuyen, en coincidencia con la época húmeda. Por lo tanto, se puede decir que el proceso de intrusión marina en este acuífero está directamente relacionado con las extracciones por bombeos.

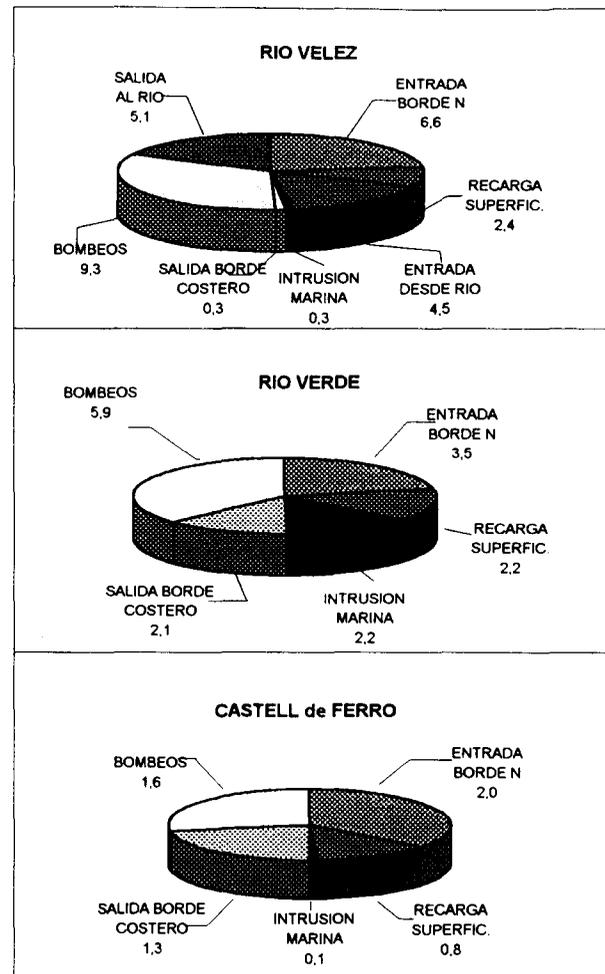


Fig. 2.—Datos de los balances hídricos en las áreas simuladas (expresados en $\text{hm}^3/\text{año}$) basados en los resultados obtenidos con el modelo de flujo aplicado. Los valores del acuífero del río Vélez corresponden al año 1984-85 y los respectivos de los acuíferos del río Verde y Castell de Ferro al año 1985-86.

La dinámica de la intrusión marina en este acuífero presenta, sin embargo, unas connotaciones particulares. Así, a pesar de que se trata del sistema que presenta mayor volumen proporcional de intrusión marina de los tres acuíferos estudiados (fig. 2), lo cual equivale al más elevado contenido salino durante el período de estiaje (por ejemplo, en noviembre de 1986 se llegó a alcanzar 17 g/l de cloruros en un piezómetro situado a 200 m de la costa), también corresponde al sistema que durante el período húmedo muestra el contenido salino más bajo (en este mismo punto el contenido de cloruros descendió a 1 g/l en julio de 1987), esto es, el que está sometido a un proceso de lavado más intenso (Benavente, 1982; Fernández-Rubio *et al.*, 1988; Fernández-Rubio y Jalón, 1988). La importante proporción de facies detríticas groseras en relación a limos y arcillas en

los materiales que constituyen este acuífero nos parece la razón más plausible para explicar este hecho. Esta circunstancia facilita una transmisividad muy alta que permite un flujo rápido capaz de producir un lavado importante de las sales que quedan en el acuífero tras cada proceso de intrusión marina, al tiempo que el sedimento escasea en finos, que son los materiales con mayor tendencia a la retención de sales.

El acuífero de Castell de Ferro presenta un comportamiento que se podría considerar en cierto sentido opuesto al del río Verde. Sufre intrusión marina en baja proporción ($0,1 \text{ hm}^3/\text{año}$, fig. 2) pero, en cambio, las aguas subterráneas muestran un elevado contenido salino que apenas varía de una época del año a otra, como así lo demuestra la conductividad eléctrica que permanece más o menos constante durante todo el año (por ejemplo, un pozo situado a $0,5 \text{ km}$ de la costa presenta un agua con una conductividad eléctrica de $4.000 \mu \text{ S/cm}$ prácticamente invariable durante 1986 y 1987 (Benavente, 1987; Benavente *et al.*, 1988). Los resultados del modelo inducen a pensar en la influencia ejercida por la presencia de materiales carbonatados karstificados en la zona costera y en contacto con el material detrítico (Calvache y Pulido-Bosch, 1993 y 1994). En efecto, mediante los resultados obtenidos con el modelo de flujo aplicado en este acuífero, se puede comprobar que el macizo carbonatado situado en el borde costero y sobre el que se sitúa el núcleo urbano de Castell de Ferro, debido a su intensa karstificación actúa como un elemento transmisivo por el que se produce la mayor parte del flujo hacia el mar. Así, durante el proceso de intrusión existe entrada de agua salada tanto a través del material detrítico como a través del macizo carbonatado en una proporción similar; en cambio, en el momento de lavado del acuífero (época de aguas altas), se produce una salida de flujo de agua dulce al mar cinco veces superior a través del macizo carbonatado. Esto hace que exista una zona del acuífero en la cual se produce invasión por parte del agua salada pero que apenas experimenta paso de agua dulce que pueda lavar el remanente en sales que queda tras el proceso de intrusión marina. Esto nos parece la explicación más plausible a la elevada salinidad del agua subterránea en el acuífero detrítico a pesar del escaso volumen de intrusión marina que se produce en este sistema (fig. 2).

Discusión sobre la efectividad de las posibles medidas correctoras

Los resultados expuestos ponen de manifiesto cómo el proceso de intrusión marina presenta una dinámica diferente en cada uno de los tres casos estudiados. Así, a la luz del factor que considera-

mos más influyente en cada sistema, hemos llevado a cabo la simulación de una serie de supuestas actuaciones encaminadas a minimizar la contaminación por intrusión en los tres acuíferos. A continuación mostramos los principales resultados de estas simulaciones.

Acuífero del río Vélez

En este acuífero se ha visto que el factor que más influye en el proceso de intrusión marina es el río, por lo tanto, estimamos que sería interesante conocer qué ocurriría si se altera la libre circulación en este río.

Se ha simulado en primer lugar el efecto que produciría sobre el acuífero la existencia de un cierto caudal durante todo el año y a continuación la opción opuesta, es decir, dejar sin caudal el río durante la totalidad del año. En el primer caso se asigna a los meses que de forma natural el río no lleva caudal (mayo-octubre) una lámina de agua de sólo 2 cm , para que, no suponiendo una gran pérdida de agua, sea suficiente para que realice el deseado efecto de barrera hidráulica. Los resultados indican una sensible reducción de las entradas subterráneas a través del borde Norte (límite del área simulada que conecta con la cuenca alta del acuífero) que de $6,6$ pasan a $5,4 \text{ hm}^3/\text{año}$, hecho que es de gran importancia para la regulación de los acuíferos costeros donde existe una evacuación constante de recursos subterráneos a través del borde costero. En cambio, las entradas superficiales a partir de la infiltración del río aumentan en $2,5 \text{ hm}^3/\text{año}$. Este aumento de recursos se invierte fundamentalmente en reducir la intrusión marina casi en un 50% (de $0,32$ pasa a $0,17 \text{ hm}^3/\text{año}$) y en elevar los niveles, que llegan a estar hasta 3 m por encima del nivel que se tenía en condiciones naturales (fig. 3) ya que, aunque las salidas por el borde costero aumentan, sólo lo hacen en un 10 %, quedando muy por debajo del aumento experimentado por las entradas al sistema.

La segunda posibilidad simulada ha sido la de considerar un aumento en la regulación de los recursos superficiales hasta llegar a la regulación total del río. Esto supondría que el cauce del río iría seco en la mayoría de su trayecto, con lo cual se anularía la alimentación del acuífero a partir del curso superficial de agua. Esto es exactamente lo que se ha considerado en la simulación que a continuación se expone. Hemos supuesto, en este caso, que existe el río, definido por una serie de parámetros, pero que la lámina de agua presente es nula. Conviene tener presente que la simulación se realiza para un sector pequeño del acuífero detrítico. Así, debe observarse cierta cautela en la extrapolación de los resultados al resto del acuífero pues, por

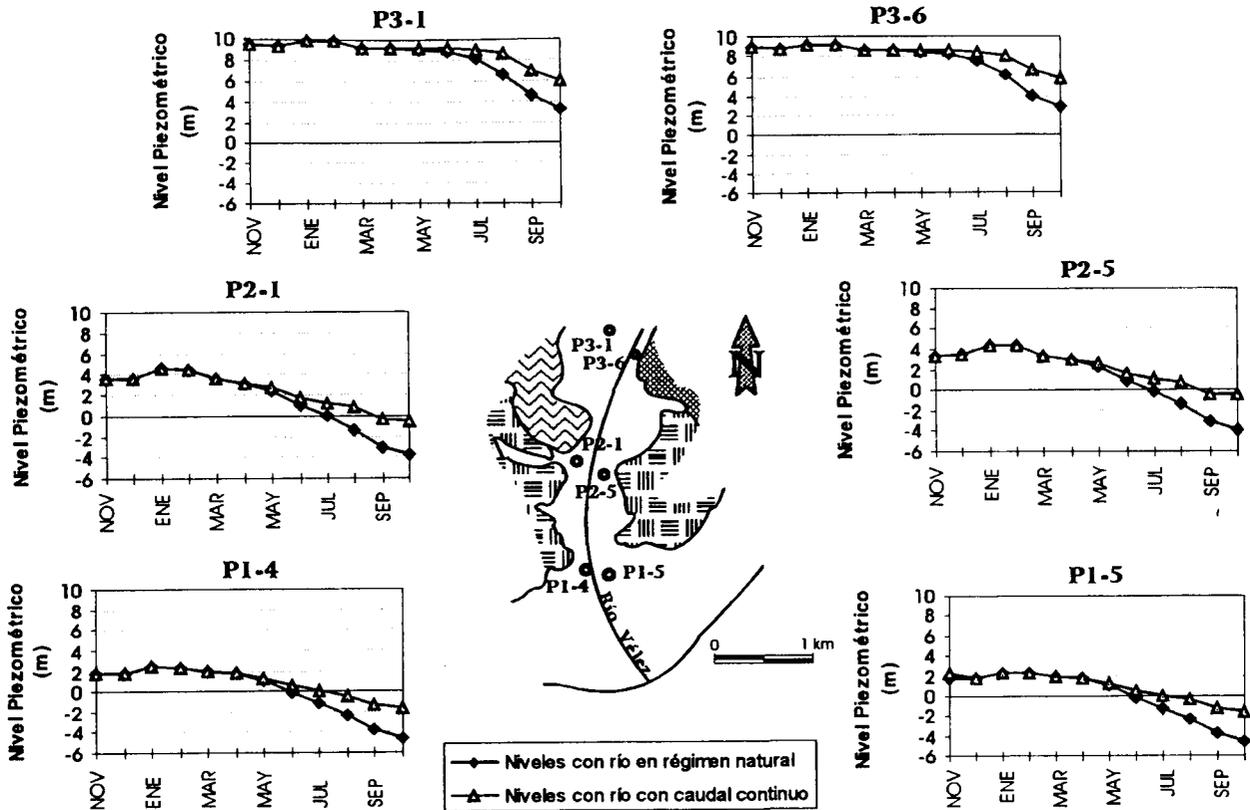


Fig. 3.—Niveles en varios puntos del acuífero del río Vélez resultantes de la simulación del mantenimiento de un caudal continuo en el río. La modelación matemática se efectúa para el año 1984-85.

ejemplo, se estima que el nivel piezométrico del borde septentrional (que controla la entrada del flujo subterráneo procedente del resto del acuífero) es el mismo, y esto probablemente no fuera así, sino que también sería más bajo al disminuir la recarga. En cualquier caso, esta simulación va a permitir extraer conclusiones interesantes.

En general, se observa una disminución en la altura piezométrica del acuífero, que será de mayor magnitud en el intervalo de tiempo en el que el río lleva agua de forma natural, alcanzándose hasta 1,5 m de diferencia (no se representa en la figura 3 pues, dada la escala de representación, coincide prácticamente con la curva de niveles del acuífero en estado real). En el período de tiempo en el que el río no alcanza un cierto caudal de forma natural, las variaciones del nivel piezométrico se van suavizando, hasta que en el último período simulado, apenas si existe diferencia (unos 5 cm) entre los resultados de la simulación con y sin agua en el río. En lo referente al balance hídrico, lo primero que llama la atención es el hecho de que se produce una reducción de los recursos del sistema. Se pasa de unos 15 a unos 12 hm³, reducción que se produce fundamen-

talmente debido a la ausencia de recarga a partir del río. A pesar de esto, el efecto de pérdida de carga se compensa, en cierta medida, por el aumento de flujo subterráneo que se produce a través del borde septentrional (sobre un 25 %), al desaparecer el efecto de barrera hidráulica que provocaba la infiltración de agua del río al acuífero. Un hecho de gran interés que cabe destacar es que la intrusión marina apenas si aumenta (de 0,32 a 0,33 hm³). Esto se debe a que la disminución de la alimentación al sistema a partir del río se produce en la época de aguas altas, momento en el que el resto de entradas (flujo subterráneo e infiltración y escorrentía superficial) son altas y las salidas por extracciones mínimas; de este modo se explica que la inactividad del río afecte de forma tan débil al proceso de intrusión marina.

De todo esto se podría concluir que el mantenimiento de un cierto caudal de agua por el río Vélez durante la época seca sería muy beneficioso, puesto que se reduciría considerablemente la entrada de agua salada al acuífero. Asimismo, se deduce que no resultaría excesivamente perjudicial para el acuífero regular el caudal del río durante la época húmeda ya que no influiría de forma notable en el

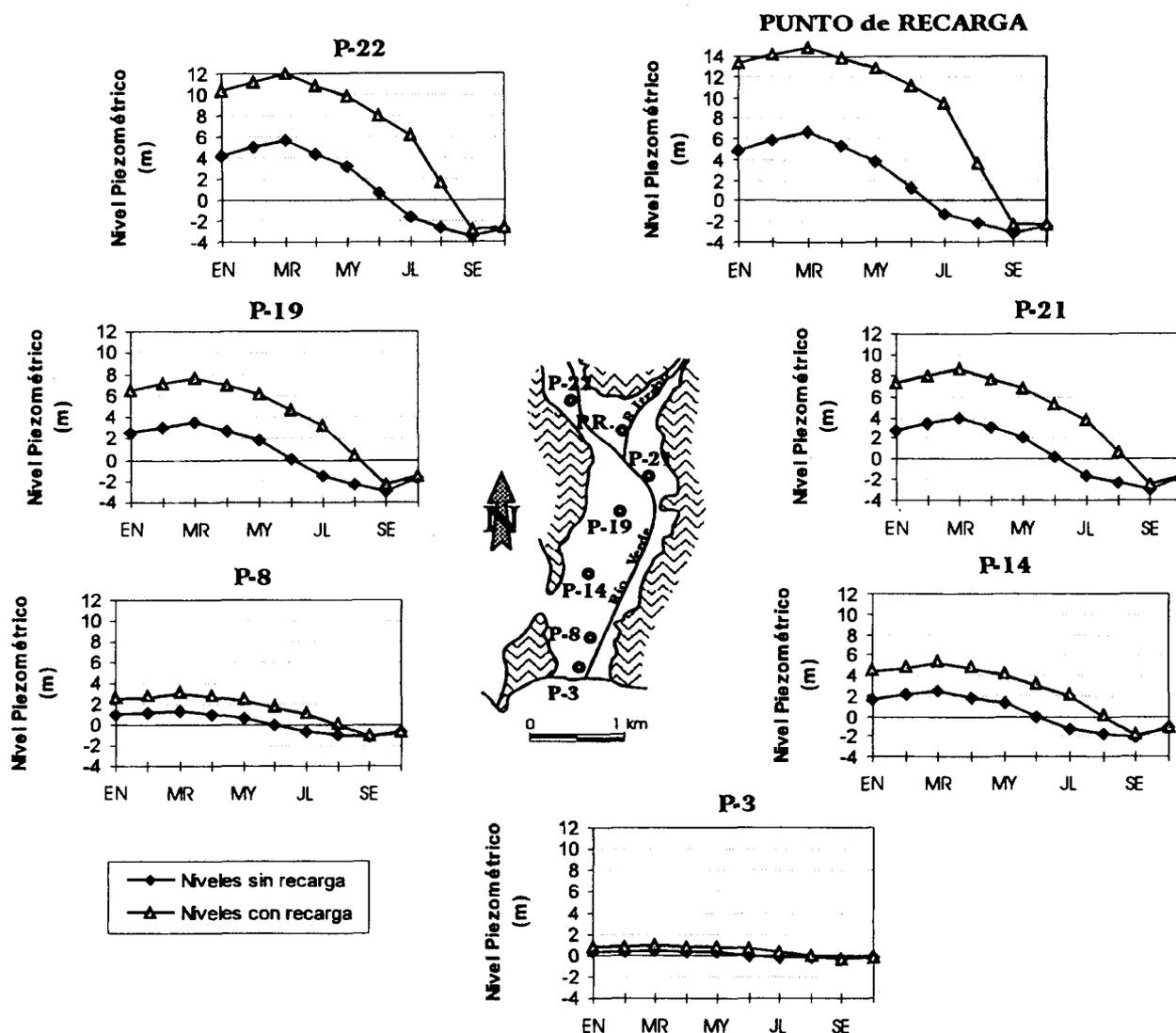


Fig. 4.—Niveles en varios puntos del acuífero del río Verde resultantes de la simulación de una recarga artificial realizada en la superficie de dicho acuífero. La modelación matemática se efectúa dentro del período 1985-86.

proceso de intrusión marina. En definitiva, se plantea como medida interesante la inversión del régimen natural que presenta actualmente el río Vélez.

Acuífero del río Verde

Una de las medidas más debatidas de cara a combatir la intrusión marina en el acuífero del río Verde ha sido la posibilidad de efectuar una recarga artificial al sistema con agua procedente de otras cuencas próximas (Fernández-Rubio, 1988). A este respecto, hemos llevado a cabo la simulación del efecto de una inyección de agua con un caudal aproximado de 1 hm^3 al mes, en un punto próximo a la unión del

arroyo de Itrabo con el río Verde (Calvache y Pulido-Bosch, 1990; fig. 4). La inyección simulada se ha realizado durante ocho meses, desde diciembre de 1985 hasta julio de 1986. Hemos prolongado la simulación (aunque ya sin recarga) hasta octubre de 1986, para así conocer cuál sería la reacción posterior del sistema. Se ha tomado esa cifra total (8 hm^3) por ser la inicialmente planteada por la administración como caudal de trasvase desde la cuenca del río Guadalfeo.

Las variaciones del nivel piezométrico en los distintos puntos de control disminuyen a medida que la distancia que los separa del punto de recarga es mayor (fig. 4). Así, en el punto 22, más próximo a la recarga, el nivel piezométrico asciende casi 7 m y,

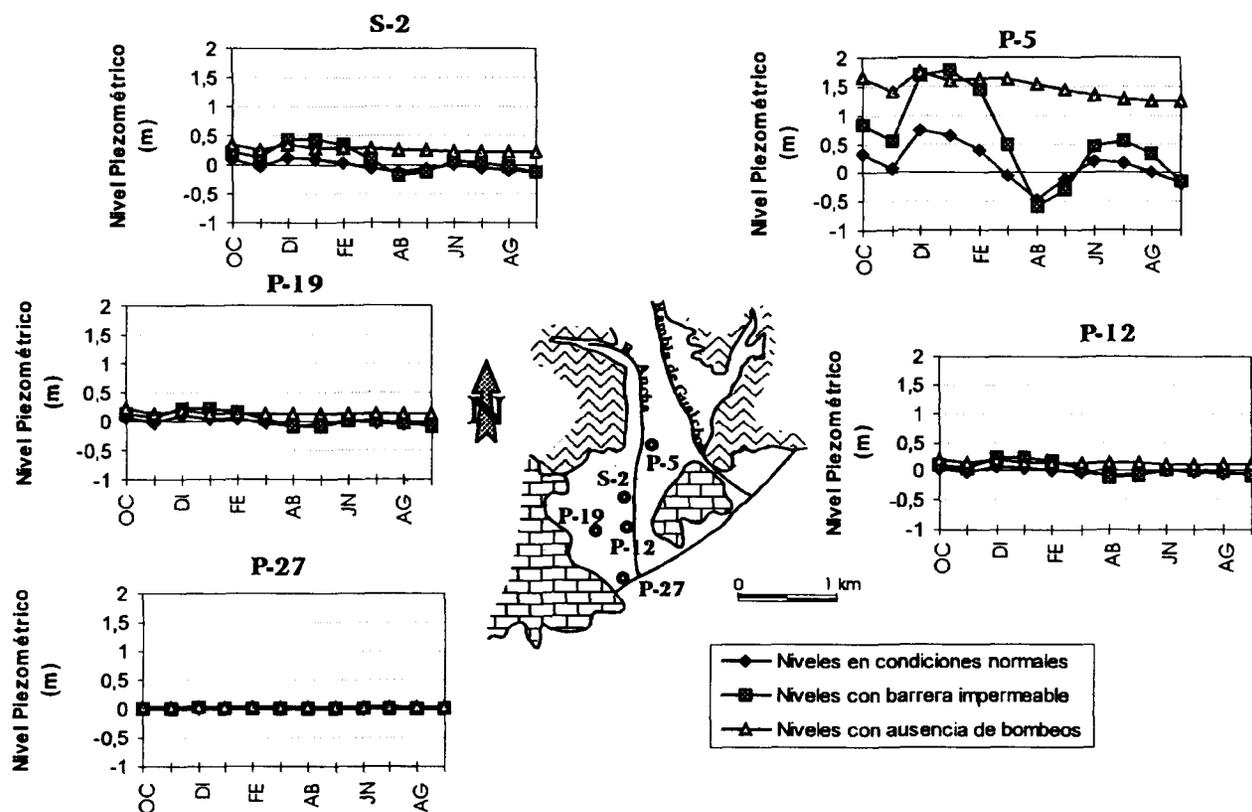


Fig. 5.—Niveles en varios puntos del acuífero de Castell de Ferro resultantes de la simulación de la existencia de una barrera de baja permeabilidad rodeando el macizo karstificado, así como de un hipotético cese en los bombeos. La modelación matemática se realiza para el período 1987-88.

en cambio, en el punto 3, cercano a la línea de costa, apenas si varía 0,5 m. Este aumento tiene gran importancia en un doble sentido, puesto que además de suponer un evidente aumento en el volumen de recursos utilizables para abastecimiento y riego, conduce a otra ventaja adicional. Si nos centramos en el período julio-agosto, cuando la superficie del agua subterránea en la mayor parte del acuífero está bajo la cota 0, provocándose así una entrada de agua marina por el borde costero, se puede comprobar que, tras la recarga simulada, el ascenso del nivel piezométrico hace que en todos los puntos de control, el nivel quede por encima de esta cota. Se había conseguido en definitiva evitar la intrusión de un volumen de agua salada en este período de tiempo considerado. La simulación llevada a cabo muestra no obstante que de igual manera que resulta inmediata la respuesta del acuífero ante un proceso de recarga, también lo es cuando éste cesa. Así, en los dos últimos períodos de tiempo simulados (para los que ya se ha suprimido la inyección de agua) se puede observar que el nivel piezométrico desciende bruscamente hasta cotas muy próximas a las que presentaría si no hubiera sufrido recarga alguna.

Durante septiembre, la diferencia entre ambas situaciones es inferior a 1 m en las proximidades al lugar de inyección y casi imperceptible en las zonas más alejadas. En el último período (octubre), la diferencia es prácticamente nula.

Por lo tanto, la simulación realizada nos conduce a la conclusión de que, debido a la alta transmisividad que presentan los materiales del acuífero del río Verde, la reacción del sistema ante una hipotética recarga sería tan inmediata que, si ésta se llevase a cabo durante el período húmedo (época de mayor disponibilidad de recursos en las posibles cuencas donantes) no influiría sobre la intrusión marina, que ocurre en el estiaje. La recarga únicamente sería eficaz contra la intrusión durante el estiaje, aunque pensamos que en este período sería aún más efectiva la utilización directa de los recursos importados en beneficio de una menor explotación del acuífero.

Acuífero de Castell de Ferro

En este caso del acuífero de Castell de Ferro hemos considerado interesante la simulación de dos

supuestos; el primero sería un hipotético cese de las extracciones que se producen en el acuífero, y el segundo la creación de una barrera impermeable en el contacto entre el macizo carbonatado que aflora entre las dos ramblas (Gualchos y Ancha, fig. 5) y el acuífero detrítico.

Ante el cese de extracciones en el acuífero, los resultados de la simulación indican que la intrusión marina desaparecería completamente, ya que se produciría un ascenso considerable de los niveles piezométricos (de hasta 2 m en el sector central, fig. 5). Ahora bien, el lavado del acuífero de sales seguiría siendo un proceso muy lento ya que el aumento de flujo se produciría una vez más fundamentalmente a través de las calizas de Castell de Ferro y en mucha mayor proporción de la que lo haría a través de los materiales detríticos.

En cuanto a la segunda posible actuación, con la intención de proponer una medida realmente factible, hemos simulado una supuesta barrera no totalmente impermeable (lo cual sería muy difícil de obtener en la realidad), sino que asignamos una permeabilidad de 10^{-2} m/d (valor correspondiente a una arena limosa) a las celdas que rodean a los materiales carbonatados del sector central del sistema. El valor de la intrusión marina desciende de 0,19 a 0,09 hm³, probablemente como consecuencia del hecho de que las salidas de agua por el borde costero disminuyen de forma global de 0,33 a 0,26 hm³, de los cuales sólo 0,03 hm³ fluyen a través de los materiales carbonatados. Al mismo tiempo se consigue que el flujo subterráneo se produzca principalmente bajo el cauce de la rambla Ancha, a través de los materiales detríticos, con lo cual se alcanzará un mayor lavado del remanente en sales tras el proceso de intrusión marina. Respecto a los niveles piezométricos, se obtendría un ascenso generalizado en todo el acuífero de unos 20 ó 30 cm (fig. 5). Este hecho induce a que se reduzca el tiempo en el que los niveles quedan por debajo de la cota 0. La intrusión marina queda así más concentrada en el tiempo, afectando a un período del año más corto.

En definitiva, de la simulación se desprende que la creación de una barrera de baja permeabilidad contribuiría no sólo a una sensible disminución del volumen de agua salada que entraría al acuífero, sino también conllevaría una desviación del flujo subterráneo hacia los materiales detríticos, condicionando así un mejor lavado de estos materiales y la disminución de la salinidad del agua subterránea en este sector.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha llevado a cabo en el marco de los Proyectos AMB92-0211 y AMB95-0493 financiados por la CICYT.

Referencias

- Aldaya, F. (1981). *Mapa geológico y memoria explicativa de la hoja 1056 (Albuñol) del Mapa Geológico de España a escala 1:50.000*, IGME.
- Avidad, J. y García-Dueñas, V. (1981). *Mapa geológico y memoria explicativa de la hoja 1055 (Motril) del Mapa Geológico Nacional a escala 1:50.000*, IGME.
- Benavente, J. (1982). *Contribución al conocimiento hidrogeológico de los acuíferos costeros de la provincia de Granada*, tesis doctoral, Universidad de Granada, 435 págs.
- (1987). Consecuencias de la sobreexplotación en el acuífero costero de la Rambla de Gualchos (Granada). *IV Simposio de Hidrogeología*, 685-697.
- Benavente, J.; Fernández-Rubio, R. y Almécija, C. (1988). Hidrogeología de los acuíferos del sector oriental de la costa de Granada. *TIAC'88*, II: 171-208.
- Calvache, M. L. (1991). *Simulación matemática del contacto agua dulce-agua salada en algunos acuíferos de la Costa del Sol*, tesis doctoral, Universidad de Granada, 317 págs.
- Calvache, M. L. y Pulido-Bosch, A. (1990). Simulación matemática del flujo subterráneo en el acuífero del río Verde (Almuñécar, Granada). *Estudios Geol.*, 46, 301-316.
- (1993). The influence on the salt-water intrusion process of a karstified massif in a detrital system. In: *Study and Modelling of Saltwater Intrusion into Aquifers* (E. Custodio and A. Galofré, eds.), Barcelona, 475-488.
- (1994). Modelling the effects of salt water intrusion dynamics for coastal karstified block connected to a detrital aquifer. *Ground Water*, 32, 767-777.
- Cuevas, J. (1990). Microtectónica y metamorfismo de los Mantos Alpujarrides del tercio central de las Cordilleras Béticas (entre Motril y Adra). *Publicaciones especiales del Boletín Geológico y Minero*, I.T.G.E., Madrid.
- Elorza, J. J. y García-Dueñas, V. (1981). *Mapa geológico y memoria explicativa de la hoja 1054 (Vélez-Málaga) del Mapa Geológico Nacional a escala 1:50.000*, IGME.
- ENADIMSA (1985). *Mapa Geológico-Minero de Andalucía*, Consej. Econ. Ind., D.G.I.E.M., Junta de Andalucía.
- Fernández-Rubio, R. (1988). Almuñécar-Intrusión salina. Soluciones a un problema. *TIAC'88*, III: 427-438.
- Fernández-Rubio, R.; Benavente, J. y Chalons, C. (1988). Hidrogeología de los acuíferos del sector occidental de la costa de Granada. *TIAC'88*, II: 239-267.
- Fernández-Rubio, R. y Jalón, M. (1988). Nuevos datos sobre el proceso: salinización-desalinización en el acuífero aluvial del río Verde (Almuñécar). *TIAC'88*, III: 413-426.
- McDonald, M. C. y Harbaugh, A. W. (1988). A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model. *Techniques of Water-Resources Investigations of the U.S. Geol. Surv.*, 6, A1.
- Sanz de Galdeano, C. (1990). Geologic evolution of the Betic Cordilleras in the Western Mediterranean, Miocene to the present. *Tectonophysics*, 172, 107-119.

Recibido el 9 de mayo de 1996.
Aceptado el 5 de noviembre de 1996.